

بررسی کارایی فرایند نانو آهن صفر قرار گرفته روی آلتزینات کلسیم در کاهش نیترات از محیط آبی

محمد صادق رجایی*

بهروز کریمی^۱

پذیرش (۹۲/۳/۲۷)

(دریافت ۹۱/۶/۶)

چکیده

استفاده از نانوذرات آهن جذب شده روی آلتزینات کلسیم می‌تواند موجب حذف مطلوب نیترات از آب‌های زیرزمینی شود. هدف از انجام این مطالعه تولید نانوذرات آهن صفر ظرفیتی در درون گرانول‌های آلتزینات کلسیم برای حذف نیترات از آب‌های آلوده بود. در این مطالعه تأثیر فرایند آهن صفر ظرفیتی جذب شده روی آلتزینات کلسیم در pHهای ۳ و ۴ و ۵ و ۶ و زمان ماند ۱۵ تا ۶۰ دقیقه و غلظت نیترات ۲۰ تا ۳۰۰ میلی‌گرم در لیتر و غلظت آلتزینات کلسیم ۰/۵، ۱ و ۲ گرم در لیتر مورد بررسی قرار گرفت. آهن صفر جذب شده روی آلتزینات کلسیم ۰/۵ در لیتر و غلظت آلتزینات کلسیم ۱ و ۲ گرم در لیتر نیترات بود. در pH بین ۲ تا ۱۰ و در غلظت ۳۰۰ میلی‌گرم در لیتر ۶۸/۵ درصد در غلظت‌های بین ۲۰ تا ۳۰۰ میلی‌گرم در لیتر نیترات بود. در pH بین ۲ تا ۱۰ درصد ۱ گرم در لیتر آهن صفر ظرفیتی جذب شده روی آلتزینات کلسیم، راندمان حذف نیترات به ترتیب برابر با ۴۷ و ۷۲ درصد بود. در pH برابر ۲، راندمان حذف نیترات حدود ۲ برابر زمانی بود که pH معادل ۱۰ بود. راندمان حذف نیترات در غلظت‌های ۰/۵ تا ۱۰ گرم در لیتر آهن صفر جذب شده روی آلتزینات کلسیم و زمان ماند ۱۵ تا ۹۰ دقیقه، از نانوذرات آهن صفر جذب شده روی آلتزینات کلسیم می‌توان به عنوان بستر برای نگهداری ترکیبات نانوذرات آهن صفر ظرفیتی در آب زیرزمینی برای حذف نیترات استفاده کرد.

واژه‌های کلیدی: نیترات، محیط آبی، آلتزینات کلسیم، نانو آهن صفر

Performance Evaluation of Nanoscale Zero-Valent Iron Adsorbed on Calcium Alginate in Nitrate Reduction in Aqueous Systems

B. Karimi¹

M.S. Rajaei²

(Received Aug. 27, 2012 Accepted June 17, 2013)

Abstract

There is nowadays a growing concern about nitrate pollution in groundwater resources and its adverse impacts on the public health. The present experimental study was conducted to evaluate the efficiency of the Fe⁰ calcium alginate process in nitrate reduction. For this purpose, the effect of Fe⁰ adsorbed on calcium alginate on nitrate oxidation was investigated at a pH range of 2 to 10, a contact time of 10 to 90 min, nitrate concentrations of 50 to 300 mg/L and with calcium alginate concentrations of 0.5, 1, and 2 mg/L. Nitrate level in the effluent was measured using spectrophotometry. Results showed that a pH level of 3 and a contact time of 15 min were the optimal values in the Fenton process for nitrate removal. Under these conditions, nitrate removal efficiencies for Fe^{III}, Fe^{II}, Fe⁰, Fe⁰/Fe/H₂O₂, and Fe^{III}/Fe/H₂O₂ were 10.5, 27.6, 36.5, 62.3, and 74%, respectively, for a retention time of 90 min, an initial nitrate concentration of 100 mg/L, an iron concentration of 10 mg/L, and a pH level of 4. The results indicate that the corrective fenton process with zero iron nano-particles can effectively reduce nitrate under optimal conditions and that this method can be successfully used for the removal of similar compounds.

Keywords: Nitrate, Aqueous System, Calcium Alginate, Nanoscale Zero-Valent Iron.

1. MSc of Environmental Health Eng., and Faculty Member of Public Health Dept., Arak University of Medical Sciences, Arak (Corresponding Author) (+98 861) 3686443 karimibehroz@yahoo.com

2. MSc of Environmental Health Eng., and Faculty Member of Public Health Dept., Arak University of Medical Sciences, Arak

۱- کارشناس ارشد مهندسی بهداشت محیط و عضو هیئت علمی دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی اراک (نویسنده مسئول) (۰۸۶۱) ۳۶۸۶۴۴۳ karimibehroz@yahoo.com

۲- کارشناس ارشد مهندسی بهداشت محیط و عضو هیئت علمی دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی اراک

۱- مقدمه

تصفیه ارزان، غیر سمی و سازگار با محیط زیست مطرح است که به دلیل واکنش سریع، توانایی و بازده بالا در تجزیه آلاینده‌ها در اولویت است [۲]. در سال‌های اخیر استفاده از نانو ذرات آهن در حذف آلودگی‌های مختلف همانند ترکیبات کلردار، پرکلرواتیلن (PCE)، تری کلرواتیلن، تراکلراید کربن (TCE)، آفت‌کش‌ها، خشک‌کش‌های ارگانوکلر، لیندان، DDT و فلزات سنگین مانند کروم، سرب و آرسنیک و نیترات از آب‌های زیرزمینی گسترش یافته است [۷].

واکنش آهن صفر ظرفیتی، به میزان سطح بستگی دارد، بنابراین هرچه اندازه ذره کوچک‌تر و سطح مقطع ذره بزرگ‌تر شود، میزان واکنش‌پذیری این ذرات نیز افزایش می‌یابد. از مزایای استفاده از نانو ذرات آهن صفر ظرفیتی^۳ نسبت به آهن صفر ظرفیتی و براده‌های آهن، سطح واکنش بالاتر است (۲۵ تا ۵۴ مترمربع بر گرم نسبت به ۱ مترمربع بر گرم برای ذرات آهن در حد میکرون). به دلیل اندازه کوچک، میزان پراکندگی یا تحرک^۴ در محیط‌های آبی بسیار بالاتر است [۷]. از سوی دیگر در غلظت‌های بالای نانو آهن صفر، به دلیل ایجاد نیروی جاذبه واندروالس و یا به کار بردن نیروی مغناطیسی، می‌توان به راحتی ذرات درشت‌تری تولید و با تهشیشی از محیط خارج کرد.

با توجه به پراکندگی بالای نانو ذرات آهن، نیاز به کاربرد ترکیباتی نظری رزین تبادل آنیونی پلی استایرن دی و نیل بنزن و کلسیم آژئینات خواهد بود. آژئینات‌ها ترکیباتی قابل تجزیه، غیر سمی و غیر متاثر هستند و می‌توانند در آب به صورت نامحلول قرار گیرند [۸]. این ترکیب یک بیوپلیمر ارزان و در دسترس بوده و از جلبک‌های دریایی قهوه‌ای قابل استخراج است و می‌تواند در حذف آلاینده‌ها از محیط زیست بسیار کارآمد باشد. این ترکیب به دلیل ماهیت طبیعی و قابلیت تجزیه بیولوژیکی در حذف فلزات سنگین طلا، نقره، رنگ، نیترات، مواد مغذی از فاضلاب و غیره مورد استفاده قرار گرفته است [۹-۱۳].

از مفیدترین ویژگی‌های آژئینات‌ها، توانایی واکنش آنها با فلزات چند ظرفیتی به ویژه کلسیم برای تولید ژل‌های قوی نامحلول در محیط آبی است. ترکیبات آژئینات در محیط آبی به دلیل آبدوست بودن، مقاومت ضعیفی به آب دارند ولی همراه با کلسیم، منیزیم و غیره تشکیل ترکیبات نامحلول و جاذبی می‌دهند [۱۴]. زنجیرهای آژئینات از طریق پیوند هیدروژنی و یونی بین یون‌های دو ظرفیتی مانند کلسیم ایجاد می‌شود و امکان ورود سایر یون‌های فلزی روی آن را فراهم می‌کند. در شکل ۱ ساختار شیمیایی آژئینات کلسیم و جایگزینی ترکیبات آهن نشان داده شده است. از

سازمان بهداشت جهانی، حداقل غلظت مجاز نیترات را در آب آشامیدنی ۵۰ میلی‌گرم در لیتر بیان نموده است [۱]. ورود مقداری ناچیز نیترات به بدن انسان خطرناک نیست ولی اگر غلظت نیترات به بالای ۴۵ میلی‌گرم در لیتر برسد، برای کودکان کمتر از شش ماه به ویژه کودکان شیر خشک خوار، مخاطره آمیز است و سبب بروز نوعی بیماری تحت عنوان مت هموگلوبینیما^۱ می‌شود. در این شرایط قابلیت پیوند اکسیژن با آهن کاهش یافته و ظرفیت اکسیژن رسانی به بافت‌های بدن توسط خون کاهش می‌یابد که نتیجه آن، آبی رنگ شدن پوست بدن یا همان سیانوز شدن است که اصطلاحاً به آن سندرم بجه آبی نیز گفته می‌شود. در بزرگسالان به دلیل اسیدی بودن pH معده، شرایط برای احیاء میکروبی نیترات به نیتریت فراهم نمی‌شود، به همین دلیل این بیماری معمولاً مختص کودکان است [۲ و ۳].

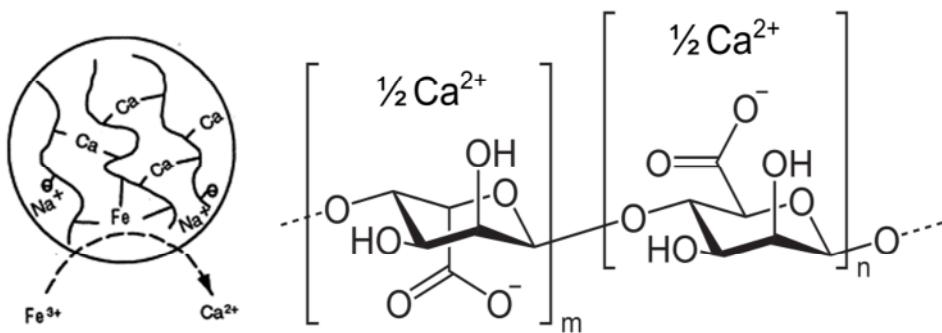
همچنین بعضی مطالعات نشان داده که مادرانی که در دوران بارداری از آب آشامیدنی با غلظت زیاد نیترات استفاده نموده‌اند، احتمال سقط جنین و بروز نقص عضو در نوزادان آنها بالا است. در این موارد انتقال اکسیژن به نوزاد از طریق خون مادر کاهش می‌یابد. احتمال سقط جنین خانم‌های باردار تا ۷۵ درصد افزایش

می‌یابد و ریسک ابتلا به سرطان مثانه در آنها بیشتر می‌شود [۴]. با توجه به بحران کم آبی و محدود بودن منابع آب کشور، ضرورت برنامه‌ریزی دقیق و علمی در مورد حفظ کیفیت منابع آب به ویژه در موردهای وضعیت نیترات منابع آبی زیرزمینی به شدت احساس می‌شود. یکی از این راهبردها، حذف آلودگی نیترات است که به دو صورت بلند مدت و کوتاه مدت بررسی می‌شود. راهکارهای بلند مدت شامل طرح و اجرای سیستم‌های جمع آوری و تصفیه فاضلاب مناطق شهری و شهرک‌های صنعتی، تصفیه منابع تأمین آب شرب با استفاده از روش‌های مختلف حذف نیترات و ارائه مدل بهینه تصفیه از طریق ترکیب و یا تغییر در فرایندهای تصفیه موجود است. لازم به ذکر است که به کارگیری تمام روش‌های حذف نیترات از آب آشامیدنی در مقیاس بزرگ از منظر اقتصادی بسیار پر هزینه است [۵].

روش‌های مختلفی برای حذف نیترات از آب به کار می‌روند که از آن جمله می‌توان به موارد زیر اشاره کرد: روش‌های کاتالیستی، روش الکترودیالیز، تبادل یونی و روش اسمز معکوس (RO) که در مقیاس بزرگ از منظر اقتصادی بسیار پر هزینه‌اند و روش بیولوژیکی که نیاز به احداث واحدهای بیولوژیکی هوایی، بی‌هوایی و آنکوکسیک دارد [۵ و ۶]. آهن صفر ظرفیتی^۲ به عنوان یک گزینه

³ Nano Ziro Valent Iron (nZVI)
⁴ Mobility

¹ Methemoglobinemia
² Ziro Valent Iron (ZVI)



شکل ۱- ساختار شیمیایی آلژینات کلسیم و باند شدن آهن به جای کلسیم

پذیرفت و در نتیجه آن، نانو آهن صفر ظرفیتی ۱ مولار تولید شد. نانو آهن صفر پس از تولید، باید در روی ترکیب آلژینات به دام بیفتند. به این منظور، ۱ گرم آلژینات سدیم در ۵۰ میلی لیتر آب دیونیزه و فاقد اکسیژن در دمای اتاق حل شد. مخلوط آلژینات و آب به مدت ۲۰ تا ۳۰ دقیقه مخلوط شد تا محلول یکنواختی به دست آید. در نهایت محلول آلژینات (دو درصد وزنی حجمی) با نانو آهن تولید شده ترکیب شد. به منظور بهبود به دام افتادن نانو آهن صفر در محلول آلژینات از محلول کلرید کلسیم $\frac{3}{5}$ درصد (حجمی حجمی) استفاده شد. با تولید آلژینات کلسیم ژله‌ای و هم زدن مداوم در ۲۵ دور در دقیقه، نانو آهن صفر کاملاً روی آلژینات به دام افتاد. تهیه $\text{Fe}^{\circ}/\text{Alginate}$ مطابق با نتیجه مطالعه بزبارو و همکاران صورت پذیرفت [۱۷]. شکل ۱ ساختار شیمیایی آلژینات کلسیم و باند شدن آهن به جای کلسیم را نشان می‌دهد. کلسیم آلژینات متصل به نانو ذرات آهن به میزان ۱ گرم وارد سه راکتور مجهز به همزن شده و با سرعت ۲۰۰ دور در دقیقه همزده شد و به طور دوره‌ای و بعد از گذشت زمان ۱۵، ۳۰، ۴۵، ۶۰ و ۹۰ دقیقه، مقدار نیترات خروجی بررسی شد. برای حذف رسوبات آهن در محلول، نمونه خروجی با صافی ۰/۰۲ میکرومتر صاف شد. برای کترول فرایندها هر آزمایش سه بار تکرار شد [۱۱]. شکل ۲ تصویر TEM و SEM از پستر آلژینات کلسیم قبل و بعد از قرارگیری نانو آهن صفر و توزیع اندازه ذرات NZVI را نشان می‌دهد.

مواد شیمیایی مورد استفاده در این پژوهش شامل کلرید آهن $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ، سولفات آهن هفت آبه^۱، اسید سولفوریک، سود، نیترات پتاسیم، اسید استیک^۲، بروهیدرات سدیم^۳ و اتانول^۴ ۳۰ درصد بودند که همگی از شرکت مرک^۵ خریداری شدند. غلظت نیترات توسط اسپکتروفوتومتر ۵۰۰۰ DR محصول شرکت هچ^۶ در طول موج ۲۲۰ نانومتر قرائت شد. دستگاه pH متر مدل HQ

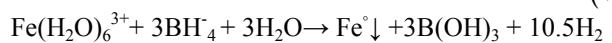
این کار برای حفاظت از مواد غذایی، انجام واکنش‌های اکسیداسیون و احیا، نظریه جذب آهن صفر روی آلژینات برای حذف آرسنیک، کروم، نیترات و غیره استفاده می‌شود [۱۵ و ۱۶]. هدف از انجام این مطالعه، تولید و جذب نانو ذرات آهن صفر ظرفیتی بر روی آلژینات کلسیم برای حذف نیترات از محیط آبی بود.

۲- مواد و روش‌ها

در این پژوهش تأثیر فرایند آهن صفر جذب شده روی آلژینات کلسیم در pH های ۳، ۴، ۵ و ۶ و زمان ماند ۱۵، ۳۰، ۴۵، ۶۰ دقیقه و غلظت نیترات ۲۰، ۴۰، ۱۰۰، ۲۰۰، ۴۰۰ و ۳۰۰ میلی گرم در لیتر و غلظت آلژینات کلسیم ۱، ۰، ۰/۵ و ۲ گرم در لیتر مورد بررسی قرار گرفت. غلظت‌های مختلف نیترات از محلول استوک نیترات پتاسیم ساخته شد. اولین غلظت دو برابر حداقل غلظت استاندارد نیترات در آب آشامیدنی یعنی ۱۰ میلی گرم در لیتر انتخاب شد. برای حذف نیترات از راکتور ۱۰۰۰ میلی لیتری مجهز به همزن استفاده شد. در هر مرحله ۵۰۰ میلی لیتر از محلول نیترات به غلظت مشخص به داخل راکتور ریخته شد. سپس غلظت‌های مختلف آهن و آلژینات کلسیم که تازه تهیه شده بود، به شیشه‌ها اضافه شد و عمل اختلاط با سرعت ۲۰۰ دور در دقیقه صورت پذیرفت.

برای تولید نانو آهن صفر در غلظت ۱ مول از $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ استفاده شد. به این منظور از ۳۰ درصد اتانول و ۷۰ درصد آب دیونیزه استفاده شد. به منظور پیشگیری از تولید کف هیدروژن در سطح محلول و نیز تسريع در تولید آهن صفر ظرفیتی، محلول NaBH_4 (۱ درصد) نیز به محلول $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ اضافه شد. احیاء آهن فریک (۶) به آهن صفر در نتیجه واکنش‌های اکسیداسیون احیا در حضور NaBH_4 به صورت زیر انجام شد.

(۱)



واکنش بالا در دمای اتاق و با کمک همزن مغناطیسی صورت

^۱ $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$

^۲ CH_3COOH

^۳ NaBH_4

^۴ Merck

^۵ HACH

۲-۳- تأثیر pH

در این پژوهش تأثیر pH های ۲ تا ۱۰ در غلاظت های ۵/۰ تا ۲ گرم در لیتر آهن صفر جذب شده روی آژینات کلسیم بر راندمان حذف نیترات بررسی شد. در pH های ۴، ۶، ۸ و ۱۰ در غلاظت ۱ گرم در لیتر آهن صفر جذب شده روی آژینات کلسیم، راندمان حذف نیترات به ترتیب برابر با ۷۱/۶، ۷۷، ۷۷/۴، ۵۲، ۶۴ مولار استفاده شد.

۳- تأثیر زمان ماند

در این پژوهش تأثیر زمان های ماند ۱۵، ۱۰، ۱۵، ۳۰، ۴۵، ۶۰ و ۹۰ دقیقه در غلاظت های ۵/۰ و ۲ آهن صفر جذب شده روی آژینات کلسیم مورد بررسی قرار گرفت. راندمان حذف نیترات در زمان های ماند ۱۰، ۱۵، ۳۰، ۴۵، ۶۰ و ۹۰ دقیقه و در غلاظت ۱ گرم در لیتر آهن صفر جذب شده روی آژینات کلسیم به ترتیب برابر با ۵۷، ۶۹/۷، ۶۶/۷ و ۸۰/۶ درصد بود. شکل ۵ به بررسی راندمان حذف نیترات در غلاظت های ۵/۰ تا ۲ گرم در لیتر آهن جذب شده روی آژینات کلسیم و زمان ماند ۱۵ تا ۹۰ دقیقه آن را در محدوده ۰-۵۰ میلی گرم در لیتر در pH برابر ۴ و زمان ۳۰ دقیقه و در غلاظت ۵/۰ تا ۲ گرم در لیتر آهن صفر روی آژینات کلسیم، راندمان حذف نیترات به ترتیب برابر با ۴۳، ۴۵، ۴۷/۳، ۵۱/۵ درصد به دست آمد (شکل ۳).

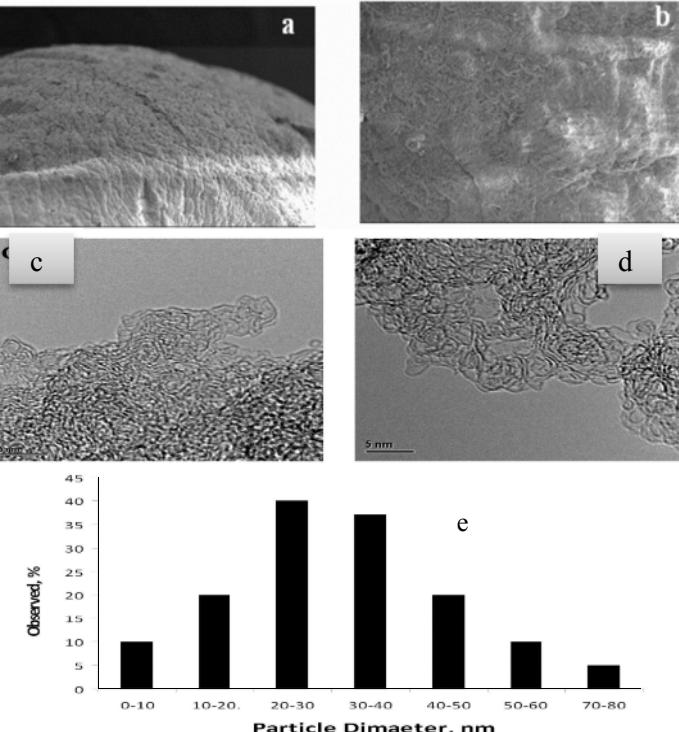
محصول شرکت هچ برای اندازه گیری pH محیط واکنش مورد استفاده قرار گرفت. برای تنظیم pH از اسید سولفوریک و سود ۱ مولار استفاده شد.

پارامترها بعد از سه بار اندازه گیری توسط روش های آزمایشگاهی ثبت شدند و برای تجزیه و تحلیل توسط آزمون های آماری در نرم افزار SPSS Ver14 تعریف شدند. از آزمون آماری independent two sample t-test و ANOWA بمنظور آنالیز بین گروه های مختلف استفاده شد.

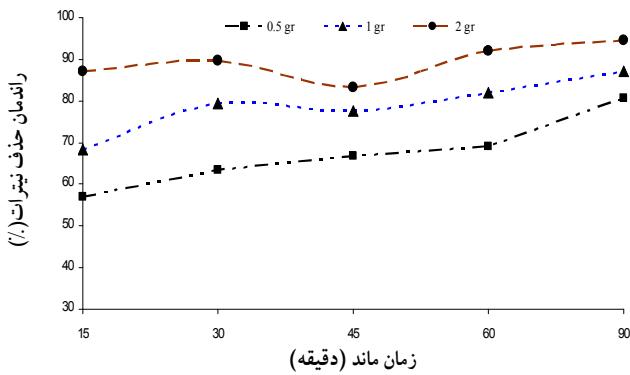
۳- نتایج و بحث

۳-۱- تأثیر غلاظت نیترات و آهن صفر ظرفیتی

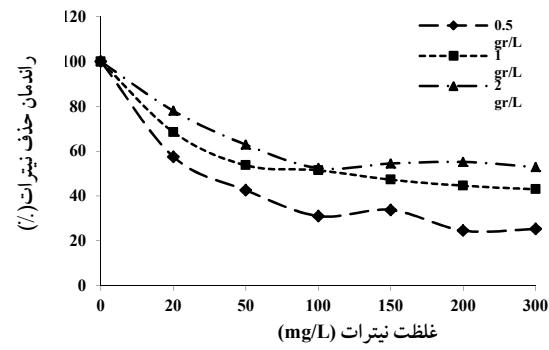
در شکل ۲ توزیع اندازه ذرات NZVI به صورت نمودار آورد شده است. حدود ۴۵ درصد از نانو ذرات آهن صفر ظرفیتی در محدوده اندازه ۲۰ تا ۳۰ نانومتر و ۴۰ درصد در محدوده ۳۰ تا ۴۰ نانومتر قرار گرفته اند. از پارامترهای مؤثر بر حذف نیترات میزان غلاظت اولیه نیترات است. در غلاظت های نیترات ۵۰، ۲۰، ۱۵۰، ۱۰۰، ۲۰۰ و ۳۰۰ میلی گرم در لیتر در pH برابر ۴ و زمان ۳۰ دقیقه و در غلاظت ۵/۰ تا ۲ گرم در لیتر آهن صفر روی آژینات کلسیم، راندمان حذف نیترات به ترتیب برابر با ۴۳، ۴۵، ۴۷/۳، ۵۱/۵ درصد به دست آمد (شکل ۳).



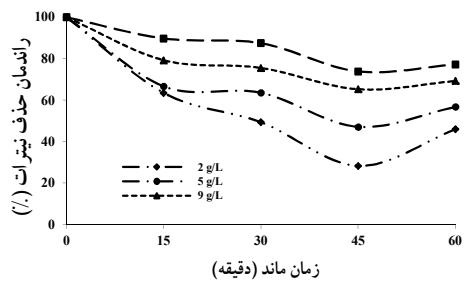
شکل ۲- تصویر SEM از بستر کلسیم آژینات قبل (a) و بعد (b) از قرار گیری نانو آهن صفر، تصویر TEM از بستر آژینات کلسیم قبل (c) و بعد (d) از قرار گیری نانو آهن صفر، توزیع اندازه ذرات (e) nZVI



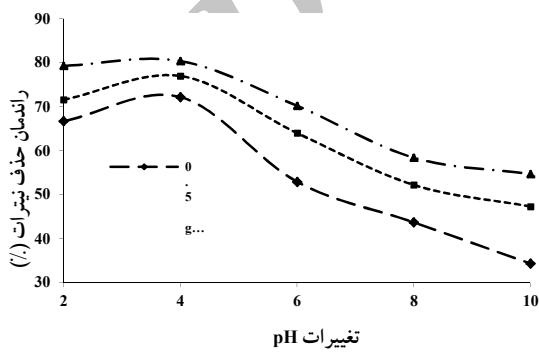
شکل ۵- راندمان حذف نیترات در غلظت‌های 0.5 - 1 - 2 گرم در لیتر آهن صفر جذب شده روی آژینات کلسیم و زمان ماند 15 - 90 دقیقه در pH برابر 4 و غلظت نیترات 100 میلی‌گرم در لیتر



شکل ۳- تأثیر غلظت‌های مختلف آهن صفر جذب شده روی آژینات کلسیم و تغییرات غلظت‌های نیترات 20 - 300 میلی‌گرم در لیتر در pH برابر 4 و زمان ماند 30 دقیقه در حذف نیترات از محیط آبی



شکل ۶- تأثیر غلظت آهن صفر جذب شده روی آژینات کلسیم بر حذف نیترات در pH برابر 4 , غلظت نیترات 100 میلی‌گرم در لیتر در زمان ماندهای مختلف



شکل ۴- تأثیر غلظت‌های مختلف آهن صفر جذب شده روی آژینات کلسیم و pH در زمان ماند 30 دقیقه و غلظت نیترات 100 میلی‌گرم در لیتر در حذف نیترات از محیط آبی

دارای بیشترین راندمان حذف نیترات بود؛ به طوری که در غلظت 100 میلی‌گرم در لیتر نیترات، راندمان حذف در غلظت‌های آژینات کلسیم $10/5$ ، $1/0$ و $1/10$ گرم در لیتر، به ترتیب برابر با $14/20$ ، $14/18$ و $17/5$ درصد بود. در سایر غلظت‌ها، نتایج تقریباً مشابهی به دست آمد. با افزایش و کاهش غلظت کربن فعال، راندمان حذف نیترات کاهش یافت به طوری که در غلظت نیترات $5/0$ میلی‌گرم در لیتر و غلظت‌های $1/0$ ، $1/5$ و $1/10$ گرم در لیتر آژینات کلسیم، راندمان حذف $11/5$ ، $18/5$ ، $14/5$ و $15/0$ درصد به دست آمد.

۳-۵- تأثیر غلظت نیترات و آهن صفر ظرفیتی در شکل ۳ تأثیر استفاده از نانو آهن جذب شده روی آژینات کلسیم در غلظت $1/0$ ، $1/5$ و 2 گرم در لیتر در کاهش غلظت نیترات آمده است. با افزایش غلظت نیترات، راندمان حذف کاهش می‌یابد. همچنین هر چقدر میزان نانو آهن جذب شده روی آژینات کلسیم کلسیم بیشتر باشد، راندمان حذف نیترات بهبود می‌یابد. به طوری که

می‌پردازد. شکل ۶ تأثیر غلظت آهن صفر جذب شده روی آژینات کلسیم بر حذف نیترات در pH برابر 4 و غلظت نیترات 100 میلی‌گرم در لیتر در زمان‌های ماند مختلف را نشان می‌دهد.

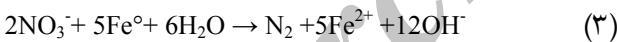
۴- تأثیر آژینات کلسیم در جذب نیترات میزان جذب نیترات توسط آژینات کلسیم به تنها یکی در شرایط تاریکی و در مدت 24 ساعت در pH های مختلف و دور همزمان 80 rpm مورد بررسی قرار گرفت. مطالعه در شش غلظت مختلف 0 ، 5 ، 100 ، 150 ، 200 و 300 میلی‌گرم در لیتر نیترات انجام شد. در شکل ۷ تأثیر غلظت‌های مختلف آژینات کلسیم بر راندمان حذف نیترات آمده است. آنالیز نمونه‌ها پس از سانتریفوژ نشان داد که کمتر از 20 درصد راندمان حذف نیترات مربوط به جذب توسط آژینات کلسیم است. نتایج مربوطه در شکل ۷ نشان داده شده است.

همانطور که دیده می‌شود، غلظت 1 گرم در لیتر آژینات کلسیم

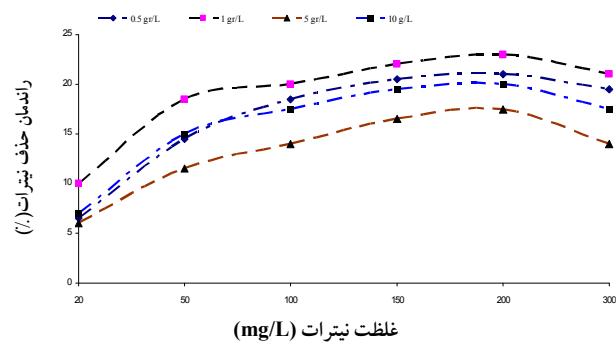
نیترات توسط فرایند احیا، دز آهن صفر، ۱ تا ۳ گرم در لیتر بود، با افزایش مقدار آهن، راندمان حذف نیترات افزایش یافت [۲۰]. به طور کلی افزایش غلظت نیترات منجر به کاهش راندمان حذف آن توسط نانو آهن صفر می‌شود.

۶-۳- تأثیر pH

شکل ۴ تأثیر pH در حذف نیترات توسط غلظت‌های ۰/۵ تا ۲ گرم نانو ذرات آهن صفر قرار گرفته روی بستر آژینات کلسیم را نشان می‌دهد. همانطور که مشاهده می‌شود، راندمان حذف نیترات در pH معادل ۴، برابر با ۷۷ درصد و در محدوده pH خشی (۶-۸) تا ۵۲ درصد بود. به عبارتی با افزایش pH از راندمان حذف کاسته شد. نتایج آزمایش‌ها نشان می‌دهد که در محدوده pH بین ۲ تا ۴، حذف نیترات با بیشترین راندمان صورت گرفت و تحت شرایط pH قلیایی (۸-۱۰)، راندمان حذف به کمترین مقدار خود رسید. به نظر می‌رسد راندمان حذف در شرایط قلیایی، بیشتر به جذب نیترات روی آژینات مرتبط است و به فعالیت کاتالیزوری نانو آهن صفر بستگی ندارد. از سوی دیگر در pH اسیدی، تولید رادیکال هیدروکسیل به بیشترین مقدار خود می‌رسد. همچنین استفاده از ترکیبات بافر نظیر KH_2PO_4 در محلول، موجب تنظیم بهتر pH و کاهش قدرت احیاء نیترات و افزایش قدرت جذب ترکیبات آژینات می‌شود و در صورتی که نانو ذرات بدون قرار گرفتن روی پستر استفاده شود، ترسیب بیشتر ترکیبات آهن صفر موجود در محلول اتفاق می‌افتد [۱۹]. تأثیر pH در حذف نیترات توسط واکنش‌های زیر ارائه شده است [۲۰]



در pH های پایین (کمتر از ۲/۵)، تشکیل $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})^{2+}$ که با OH^\bullet واکنش می‌دهد، سبب کاهش مقدار رادیکال‌های هیدروکسیل و در نتیجه کاهش بازده فرایند می‌شود. علاوه بر آن، اثر بازدارندگی یون‌های H^+ در pH های بسیار کم نیز اهمیت دارد. در pH های پایین (۶-۸)، تخریب آلاینده‌ها به دلیل کاهش یون‌های آزاد آهن در محلول، کاهش می‌یابد و این می‌تواند به دلیل تشکیل کمپلکس بین یون‌های Fe^{2+} و یا به دلیل رسوب $\text{Fe}(\text{OH})_3$ در محیط واکنش باشد. کاهش راندمان در شرایط قلیایی به دلیل تبدیل Fe^{2+} به رسوب $\text{Fe}(\text{OH})_3$ و پیشگیری از تشکیل رادیکال‌های هیدروکسیل است. علاوه بر این، تحقیقات نشان می‌دهد پتانسیل اکسایش رادیکال‌های هیدروکسیل نیز با افزایش pH، کاهش می‌یابد [۲۱].



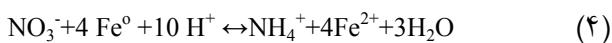
شکل ۷- تأثیر غلظت‌های مختلف آژینات کلسیم بر جذب نیترات در pH برابر ۴ در غلظت‌های مختلف نیترات و در زمان ماند ۱۵ دقیقه

در غلظت ۲ گرم در لیتر آهن صفر جذب شده روی آژینات کلسیم، بیشترین مقدار کاهش غلظت نیترات وجود دارد. راندمان حذف نیترات در این غلظت به ۵۳ تا ۷۸ درصد در غلظت‌های مختلف نیترات و در زمان ماند ۱۵ دقیقه رسید.

در پژوهشی که توسط بزیاروها و همکاران در سال ۲۰۰۹ به منظور حذف نیترات با نانو آهن صفر ظرفیتی صورت پذیرفت، از آژینات به عنوان بستر برای نگهداری آهن صفر استفاده شد. برای بررسی سنتیک فرایند از غلظت‌های ۲۰، ۶۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر نیترات استفاده شد. طبق این پژوهش ۵۰ تا ۷۳ درصد نیترات می‌تواند طی ۲ ساعت زمان تماس در بستر به دام افته. غلظت‌های بالای نیترات موجب کاهش راندمان فرایند می‌شود. آنالیزهای آماری نشان داده که هیچ تفاوت معنی‌داری بین سرعت واکنش نانوذرات آهن صفر در بستر و حذف نیترات وجود ندارد [۱۷]. در این پژوهش مقدار آهن صفر جذب شده روی بستر آژینات افزایش یافت. این کار موجب بهبود فرایند احیاء نیترات و نهایتاً افزایش راندمان حذف نیترات شد. در پژوهش دیگری که توسط کیم و همکاران در سال ۲۰۱۰ صورت گرفت، از نانو آهن صفر و پالادیم ثبت شده روی بستر آژینات برای حذف تری کلرواتیلن استفاده شد. در غلظت ۵۰ گرم در لیتر از این ماده، ۹۹/۸ درصد تری کلرواتیلن حذف شد. این پژوهش نشان داد که آهن و پالادیم ثبت شده روی آژینات در حذف تری کلرواتیلن بسیار مؤثراند. در این پژوهش نیز افزایش غلظت تری کلرواتیلن به کاهش راندمان حذف منجر شد [۱۸].

طبق پژوهشی که چاو و همکاران در سال ۲۰۰۴ روی حذف نیترات توسط نانو آهن صفر ظرفیتی انجام دادند، در میزان ۵ گرم در لیتر آهن صفر ظرفیتی، راندمان حذف نیترات به ۹۳ درصد رسید. آهن دو ظرفیتی هم دارای راندمان حذف ۶۰ درصد بود. با افزایش غلظت ترکیبات آهن، بر راندمان حذف نیترات نیز افزوده شد [۱۹]. در پژوهش انجام شده توسط هوانگ برای اکسیداسیون

در حذف نیترات را مورد بررسی قرار می‌دهد. همانطور که دیده می‌شود، افزایش زمان ماند موجب افزایش راندمان حذف نیترات می‌شود. به طوری که زمان ماند ۹۰ دقیقه و غلظت ۲ گرم در لیتر آهن صفر قرار گرفته روی بستر آژینات کلسیم، دارای بیشترین راندمان بودند. در غلظت ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر نیترات و زمان ماند ۹۰ دقیقه و در غلظت ۱ گرم در لیتر آهن جذب شده روی آژینات کلسیم، راندمان حذف ۸۰/۶ درصد بود. در حالی که در زمان ماند ۱۰ دقیقه، راندمان ۵۷ درصد به دست آمد که بیانگر بهبود راندمان حذف نیترات با زمان ماند است. مشابه نتایج بالا توسط هانگ و همکاران نیز به دست آمده است [۲۲]. واکنش احیای نیترات به وسیله نانوذرات آهن صفر مطابق واکنش زیر است



لذا افزایش زمان ماند و کاهش pH موجب احیای مطلوب نیترات خواهد شد [۱۳]. راندمان حذف نیترات توسط آهن صفر جذب شده روی آژینات کلسیم بین ۹۳ تا ۲۳ درصد بود. به طور کلی در زمان ماند ۶۰ دقیقه، بیشترین راندمان حذف نیترات به دست آمد.

در این پژوهش از غلظت‌های ۱۲، ۹، ۵، ۲ گرم در لیتر ذرات آهن صفر روی بستر آژینات کلسیم در pH برابر ۴ و غلظت ۵ نیترات ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر استفاده شد. همانطور که در شکل ۱۰۰ دقیقه و در غلظت‌های ۱، ۵ و ۱۰ میلی‌گرم در لیتر فسفات، در غلظت ۴۰۰ میلی‌گرم در لیتر نانو ذرات آهن صفر، راندمان حذف ۹۶ تا ۱۰۰ درصد فسفات به دست آمد. در این پژوهش، بازیافت و جداسازی ترکیبات فسفات از محیط آبی در pH های بالاتر، بیشتر به دست آمد. حداقل بازیافت فسفات در زمان ۳۰ دقیقه و معادل ۱۲، حدود ۷۸ درصد بود. بنابراین افزایش pH به حذف بهتر فسفات و کاهش حذف نیترات منجر می‌شود زیرا مکانیسم حذف ترکیبات فسفات، ایجاد ترکیبات رسوبی است در حالی که حذف نیترات توسط مکانیسم احیایی صورت می‌گیرد [۲۳]. به طور کلی تسریع روند احیا نیترات به گاز نیتروژن می‌شود [۲۳]. به طور کلی pH اسیدی منجر به احیای سریع تر نیترات توسط نانو ذرات آهن صفر در بستر آژینات کلسیم می‌شود و pH های بالاتر، عمل جذب توسط بستر را تشدید می‌نماید. لذا کاربرد همزمان نانو ذرات آهن صفر در بستر آژینات کلسیم برای آب‌های زیرزمینی با pH خشی و قلایی نیز مناسب است [۲۳]. از سوی دیگر pH پایین موجب حذف آهن اکسیده شده از روی سطح در طی اکسیداسیون نانو ذرات آهن صفر می‌شود و همواره سطح تازه در مجاورت محلول نیترات قرار می‌گیرد [۲۱].

در پژوهشی که توسط لیو برای حذف کروم از محیط آبی توسط نانو آهن جذب شده روی بستر کیتوزان انجام شد، با افزایش مقدار pH، حذف کروم روی بستر افزایش یافت و کمترین غلظت کروم در pH برابر ۹ به دست آمد. ولی افزایش دما و افزایش میزان نانو ذرات آهن صفر ظرفیتی موجب بهبود حذف نشود. از غلظت‌های ۹، ۵ و ۱۲ گرم در لیتر نانو ذرات آهن صفر ظرفیتی روی بستر کیتوزان در pH برابر ۶/۴ و دمای ۲۰ درجه سلسیوس استفاده شد که کمترین غلظت کروم در غلظت ۱۲ گرم در لیتر آهن صفر ظرفیتی به دست آمد [۲۱]. آنالیز One-way ANOVA نشانگر نتایج معنی‌دار بین ورودی و خروجی بود، لذا این بستر می‌تواند در آب‌های زیرزمینی برای حذف نیترات استفاده شود (جدول ۱).

در pH بالا، قدرت احیاء کنندگی آهن صفر ظرفیتی کاهش می‌یابد. بنابراین با توجه به مطالب ارائه شده و شکل ۴ به نظر می‌رسد بهترین pH برای حذف مؤثر نیترات بین ۲ تا ۴ است. در مطالعه‌ای که توسط رحمانی و همکاران روی حذف نیترات از محیط آبی توسط گرانول پامیس اصلاح شده با منیزیم صفر انجام شد، در pH های اولیه ۳، ۵ و ۷، راندمان حذف نیترات به ترتیب ۴۰، ۷۰ و ۳۰ درصد به دست آمد. با افزایش غلظت اولیه نیترات در نسبت مولی ثابت منیزیم به نیترات، راندمان حذف نیترات افزایش یافت.

با استفاده از پامیس اصلاح شده، مقدار راندمان حذف نیترات در pH های اولیه ۳، ۵ و ۷ با کنترل pH به ترتیب برابر با ۲۹، ۴۹ و ۱۶ درصد به دست آمد. با افزایش غلظت اولیه نیترات، راندمان حذف نیترات با پامیس اصلاح شده افزایش یافت [۲۲]. به طور کلی pH اسیدی منجر به احیاء سریع تر نیترات توسط نانوذرات آهن صفر می‌شود. از سوی دیگر هر چقدر pH کمتر باشد، ترکیبات آهن اکسیده شده با ظرفیت‌های بالاتر، از روی سطح بستر آژینات حذف شده و همواره سطح تازه با آهن صفر ظرفیتی در مجاورت نیترات محلول قرار می‌گیرد [۲۰].

در پژوهشی که به منظور حذف فسفات از محیط آبی با استفاده از نانو ذرات آهن صفر ظرفیتی صورت گرفت، در زمان ماند ۳۰ دقیقه و در غلظت‌های ۱، ۵ و ۱۰ میلی‌گرم در لیتر فسفات، در غلظت ۴۰۰ میلی‌گرم در لیتر نانو ذرات آهن صفر، راندمان حذف ۹۶ تا ۱۰۰ درصد فسفات به دست آمد. در این پژوهش، بازیافت و جداسازی ترکیبات فسفات از محیط آبی در pH های بالاتر، بیشتر به دست آمد. حداقل بازیافت فسفات در زمان ۳۰ دقیقه و معادل ۱۲، حدود ۷۸ درصد بود. بنابراین افزایش pH به حذف بهتر فسفات و کاهش حذف نیترات منجر می‌شود زیرا مکانیسم حذف ترکیبات فسفات، ایجاد ترکیبات رسوبی است در حالی که حذف نیترات توسط مکانیسم احیایی صورت می‌گیرد [۲۳]. به طور کلی تسریع روند احیا نیترات به گاز نیتروژن می‌شود [۲۳]. به طور کلی pH اسیدی منجر به احیای سریع تر نیترات توسط نانو ذرات آهن صفر در بستر آژینات کلسیم می‌شود و pH های بالاتر، عمل جذب توسط بستر را تشدید می‌نماید. لذا کاربرد همزمان نانو ذرات آهن صفر در بستر آژینات کلسیم برای آب‌های زیرزمینی با pH خشی و قلایی نیز مناسب است [۲۳]. از سوی دیگر pH پایین موجب حذف آهن اکسیده شده از روی سطح در طی اکسیداسیون نانو ذرات آهن صفر می‌شود و همواره سطح تازه در مجاورت محلول نیترات قرار می‌گیرد [۲۱].

۷-۳- تأثیر زمان‌های ماند

شکل‌های ۵ و ۶ تأثیر زمان‌های ماند ۱۵، ۳۰، ۴۵، ۶۰ و ۹۰ دقیقه

آب‌های طبیعی است، این فرایند خیلی کند صورت می‌گیرد، علاوه بر این، در آبهای زیرزمینی، ترکیباتی همانند فرمات‌ها، اکسالات‌ها، سیترات‌ها، کلریدها، سولفات‌ها، بورات‌ها و فسفات‌ها وجود دارد که همانند لیگاند عمل کرده و با حذف نیترات توسط نانو ذرات آهن صفر، تداخل می‌نماید، لذا استفاده از ترکیبات رزین برای حذف نیترات مفید خواهد بود. از مشکلات عمده این روش، پایش و ارزیابی آب پایین دست و جمع آوری و احیای پلیمر آژینات و ضرورت تنظیم pH در محدوده اسیدی است. از سوی دیگر استفاده از ترکیبات آهن به منظور تصفیه آب‌های آلوده به نیترات می‌تواند اقتصادی ترین فرایند قابل دسترس برای حذف نیترات از آب زیرزمینی باشد. از مزایای این روش نیاز به مصرف انرژی کم، تأثیر بالا، عدم آلودگی محیط و عدم نیاز به تجهیزات با پیچیدگی بالا است.

۵- قدردانی

این مقاله حاصل بخشی از طرح تحقیقاتی با عنوان "بررسی استفاده از فرایند فتون اصلاحی با نانو آهن صفر در حذف نیترات از آب" مصوب دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی، درمانی علوم پزشکی ارک در سال ۱۳۹۰ با کد ۵۷۳ است که با حمایت دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی، درمانی ارک اجرا شد.

جدول ۱- آنالیز One-way ANOVA برای احیاء غلظت‌های مختلف

پارامترها	F عددگروه‌ها	F	pH
نیترات	۷	.۰/۰۸۶	۰/۰۴۶
غلظت آژینات کلسیم	۷	۲/۷۴	۰/۰۲۴
زمان واکنش (دقیقه)	۷	۱/۴۲	۰/۰۷۶
	۷	۱/۴	۰/۰۵۷

۴- نتیجه‌گیری

استفاده از ترکیبات آهن در حضور پراکسید هیدروژن می‌تواند تأثیر مطلوبی بر حذف نیترات داشته باشد. از این فرایند می‌توان برای احیای شیمیایی نیترات در محل آلودگی آب‌های زیرزمینی استفاده کرد. ترکیبات آهن می‌تواند نیترات را سریعاً در pH پایین حذف نماید. استفاده از نانو آهن صفر جذب شده روی آژینات کلسیم موجب بهبود راندمان حذف نیترات می‌شود. از این ترکیبات می‌توان به عنوان بستر برای نگهداری ترکیبات آهن صفر در آب زیرزمینی استفاده کرد. استفاده از ترکیبات آهن، مضراتی همانند رهاسازی آمونیوم به آب دارد که با استفاده از ترکیبات نانومتری ذرات آهن صفر، گاز ازت به جای آمونیوم تولید می‌شود. علاوه بر این به منظور تسريع انجام این فرایندها نیاز به کاهش pH تا ۳ و حفظ آن بین ۳ تا ۶ است. بنابراین در pH خنثی که محدوده تا ۳ و حفظ آن بین ۳ تا ۶ است. بنابراین در pH خنثی که محدوده

۶- مراجع

1. Fewtrell, L., and Bartram, J. (2001). *Water quality: Guidelines, standards, and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*, IWA Publishing, USA.
2. Fewtrell, L. (2004). "Drinking-water nitrate, methemoglobinemia, and global burden of disease: A discussion." *Environmental Health Perspectives*, 112(14), 1371-1374.
3. El-Sofany, E. (2008). Removal of lanthanum and gadolinium from nitrate medium using Aliquat-336 impregnated onto Amberlite XAD-4." *J. of Hazardous Materials*, 153(3), 948-954.
4. Weyer, P.J., Cerhan, J.R., Kross, B.C., Hallberg, G.R., Kantamneni, J., Breuer, G., Jones, M.P., Zheng, W. and Lynch, C.F. (2001). "Municipal drinking water nitrate level and cancer risk in older women: The Iowa Women's Health Study." *Epidemiology*, 12(3), 327-338.
5. Pintar, A., Batista, J., and Levec, J. (2001). "Integrated ion exchange/catalytic process for efficient removal of nitrates from drinking water." *Chemical Engineering Science*, 56(4), 1551-1559.
6. Schoeman, J., and Steyn, A. (2003). "Nitrate removal with reverse osmosis in a rural area in South Africa." *Desalination*, 155(1), 15-26.
7. Sun, Y.P., Li, X., Cao, J., Zhang, W., and Wang, H.P. (2006). "Characterization of zero-valent iron nanoparticles." *Advances in Colloid and Interface Science*, 120(1), 47-56.
8. Önal, S., Baysal, S.H., and Ozdemir, G. (2007). "Studies on the applicability of alginate-entrapped Chryseomonas luteola TEM 05 for heavy metal biosorption." *J. of Hazardous Materials*, 146(1), 417-420.

9. Torres, E., Mata, Y., Blazquez, M., Munoz, J., Gonzalez, F., and Ballester, A. (2005). "Gold and silver uptake and nanoprecipitation on calcium alginate beads." *Langmuir*, 21(17), 7951-7958.
10. Ibáñez, J.P., and Umetsu, Y. (2002). "Potential of protonated alginate beads for heavy metals uptake." *Hydrometallurgy*, 64(2), 89-99.
11. Rocher, V., Siaugue, J.M., Cabuil, V., and Bee, A. (2008). "Removal of organic dyes by magnetic alginate beads." *Water Research*, 42(4-5), 1290-1298.
12. Vílchez, C., Garbayo, I., Markicheva, E., Galván, F., and León, R. (2001). "Studies on the suitability of alginate-entrapped Chlamydomonas reinhardtii cells for sustaining nitrate consumption processes." *Bioresource Technology*, 78(1), 55-61.
13. Tam, N., and Wong, Y. (2000). "Effect of immobilized microalgal bead concentrations on wastewater nutrient removal." *Environmental Pollution*, 107(1), 145-151.
14. Rhim, J.W. (2004). "Physical and mechanical properties of water resistant sodium alginate films." *LWT-Food Science and Technology*, 37(3), 323-330.
15. Rhim, J.W., Lee, J.H., and Hong, S.I. (2006). "Water resistance and mechanical properties of biopolymer (alginate and soy protein) coated paperboards." *LWT-Food Science and Technology*, 39(7), 806-813.
16. Zouboulis, A.I., and Katsoyiannis, I.A. (2002). "Arsenic removal using iron oxide loaded alginate beads." *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 41(24), 6149-6155.
17. Bezbaruah, A.N., Krajangpan, S., Chisholm, B.J., Khan, E., and Elorza Bermudez, J.J. (2009). "Entrapment of iron nanoparticles in calcium alginate beads for groundwater remediation applications." *J. of Hazardous Materials*, 166(2-3), 1339-1343.
18. Kim, H., Hong, H.J., Jung, J., Kim, S.H., and Yang, J.W. (2010). "Degradation of trichloroethylene (TCE) by nanoscale zero-valent iron (nZVI) immobilized in alginate bead." *J. of Hazardous Materials*, 176(1-3), 1038-1043.
19. Choe, S., Liljestrand, H.M., and Khim, J. (2004). "Nitrate reduction by zero-valent iron under different pH regimes." *Applied Geochemistry*, 19(3), 335-342.
20. Rahmani, A., Solaimany Aminabad, M., Asgari, G., and Barjasteh Askari, F. (2011). "Removal of nitrate by MgCl₂ modified pumice and zero-valent mangnesium from aqueous solutions." *IJHE*, 3(4),461-474. (In Persian)
21. Huang, Y.H., and Zhang, T.C. (2004). "Effects of low pH on nitrate reduction by iron powder." *Water Research*, 38(11), 2631-2642.
22. Almeelbi, T., and Bezbaruah, A. (2012). "Aqueous phosphate removal using nanoscale zero-valent iron." *J. of Nanoparticle Research*, 14(7), 1-14.
23. Liu, T., Zhao, L., Sun, D., and Tan, X. (2010). "Entrapment of nanoscale zero-valent iron in chitosan beads for hexavalent chromium removal from wastewater." *J. of Hazardous Materials*, 184(1-3), 724-730.